Québec

Note de recherche forestière n° 104

Modèle de prédiction du stock de carbone organique emmagasiné dans la couverture morte des sols forestiers minéraux du Québec

Sylvie Tremblay et Rock Ouimet [1]

FDC 114.2(047.3)(714)
LC SD387

*

*

Résumé

La couverture morte renferme entre le quart et la moitié du stock de carbone organique emmagasiné dans le sol, mais constitue aussi la couche la plus sensible à des pertes de carbone à la suite d'une perturbation. Pour connaître la quantité de carbone organique dans la couverture morte (t ha $^{-1}$), nous avons mis au point un modèle de prédiction composé de variables du relevé pédologique. Les variables du modèle sont l'épaisseur de la couverture morte, la latitude et la longitude. Le R^2 du modèle est de 75 % et son C.V. de 28 %. Ce modèle permettra de calculer la quantité de carbone organique dans la couverture morte de 9000 pédons inventoriés par le ministère des Ressources naturelles du Québec et répartis à travers la forêt commerciale. Il sera alors possible d'identifier les écosystèmes forestiers renfermant les plus grandes quantités de C organique dans la couverture morte, ainsi que les variables écologiques qui y sont liées.

Mots-clés : carbone organique, sol forestier, pédologie.

*

Abstract

A model for predicting organic carbon stocked in the forest floor of mineral forest soils in Québec. *The forest floor contains one quarter to one half of total organic carbon accumulated in the soil, but it is also the layer most subject to carbon losses after a disturbance. In order to estimate the organic carbon quantity in the forest floor (t ha $^{-1}$), we developed a prediction model composed of basic soil survey variables. Variables of the model are forest floor thickness, latitude and longitude.* R^2 *of the model is 75 % and its* C.V. *is 28 %. The model will allow the calculation of organic carbon in the forest floor of 9000 pedons surveyed by the* Ministère des Ressources naturelles du Québec *and distributed in the commercial forest. It will then be possible to identify the forest ecosystems with the largest organic carbon pools in the forest floor and site variables associated with them.*

Key words : organic carbon, forest floor, pedology.

*

[1] Service de la génétique, de la reproduction et de l'écologie.

Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein
SAINTE-FOY (Québec) G1P 3W8 Canada

Téléphone : (418) 643-7994
Télécopieur : (418) 643-2165
Courriel : rech.for@mrn.gouv.qc.ca

Introduction

Le carbone (C) dans le sol, sous forme de matière organique, augmente la qualité du sol et améliore la capacité de régulation de l'eau et de l'atmosphère du sol, en influençant sa structure, sa capacité de rétention de l'eau, ses réserves en éléments nutritifs, sa biodiversité ainsi que la profondeur d'enracinement des végétaux qui y croissent (Lal *et al.* 1998). De plus, le C organique du sol constitue un réservoir important dans le cycle global du C. En effet, Schlesinger (1986) a estimé qu'il y avait environ trois fois plus de C dans le sol que dans la végétation des écosystèmes terrestres. La couverture morte (horizons L, F et H) renferme à elle seule une proportion importante du stock de C organique du sol. Par exemple, Paquin *et al.* (2000) ont mesuré que la couverture morte renfermait en moyenne 18 % du stock de C organique du sol dans les peuplements feuillus et 43 % du stock de C organique du sol dans les peuplements résineux, dans le Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) établi par le ministère des Ressources naturelles. D'après les compilations de Siltanen *et al.* (1997), les horizons L, F et H de 130 sols forestiers minéraux répartis à travers le Québec renferment de 4 à 86 % du stock de C organique du sol, avec une valeur moyenne de 39 %. Enfin, Huang et Schoenau (1996) ont observé que 47 % du C du sol se trouvaient dans la couverture morte, sous des peuplements de peuplier faux-tremble dans le sud de la forêt boréale de la Saskatchewan.

La quantité de C organique dans un sol forestier est le résultat de l'équilibre entre la production primaire nette de la végétation et la décomposition de la matière organique (Liski et Westman 1997 a). Ces deux processus dépendent à leur tour des conditions climatiques, soit principalement de la température et de l'humidité (Post *et al.* 1982). Plus le climat est froid et humide, plus le taux de décomposition est lent et plus le sol accumule du C organique. Ainsi, les sols de la forêt boréale sont un important réservoir de C organique, soit 15 % des réserves mondiales du sol, parce que le climat y est froid et humide et que cette zone de végétation occupe une grande superficie du globe (Schlesinger 1977, Post *et al.* 1982). Toutefois, les sols forestiers peuvent devenir une source importante de CO_2 advenant un réchauffement climatique, car ce dernier entraînerait une plus grande augmentation du taux de décomposition que du taux de production primaire nette de la végétation (Liski 1999). De plus, l'accélération de la décomposition pourrait être plus importante dans la zone boréale, car un réchauffement maximal est prévu sous ces latitudes (Mitchell *et al.* 1990).

Advenant un réchauffement climatique, même de petits changements du réservoir de C organique dans le sol peuvent affecter significativement la concentration de CO_2 dans l'atmosphère, car le sol contient deux fois plus de C que celle-ci (Schlesinger 1977, Post *et al.* 1982, Watson *et al.* 1990). Dans la forêt boréale, on suppose que les changements des taux de la photosynthèse et de la décomposition seront en grande partie régulés par le remplacement des forêts résineuses par les forêts feuillues (Emanuel *et al.* 1985, Anderson 1992, Smith *et al.* 1992, van Cleve et Powers 1995). Ce remplacement peut entraîner une diminution du réservoir de C organique dans le sol, malgré une augmentation du taux de production primaire nette, car la litière des arbres feuillus se décompose plus rapidement que celle des résineux (Mikola 1960, Melillo *et al.* 1983, Flanagan et van Cleve 1983). Par exemple, Makipaa *et al.* (1999) ont estimé qu'une augmentation de la température de 4 °C dans la zone boréale entraînerait une augmentation de 10 % du réservoir de C dans la végétation, mais aussi une diminution de 30 % du réservoir de C organique dans le sol. Par conséquent, le réservoir total de C dans la forêt boréale serait diminué à cause de la plus grande baisse du réservoir de C organique dans le sol. Garten *et al.* (1999) ont pour leur part calculé, pour les forêts du sud-est des Appalaches, qu'une augmentation de la température annuelle moyenne de 4 °C entraînerait une perte du réservoir de C organique dans le sol de 40 à 45 %. Ils ont prédit que ces pertes s'effectueraient principalement à partir de la couverture morte, qui est constituée de C non protégé. Enfin, ces mêmes auteurs soulèvent que ce phénomène peut avoir des impacts à long terme sur l'hydrologie, la qualité du sol et la nutrition des plantes.

La récolte des forêts peut aussi entraîner des pertes de C organique du sol par décomposition de la matière organique, à cause d'une augmentation de la température au sol. Par exemple, Aber *et al.* (1978) ainsi que Covington (1981) ont estimé que la récolte des arbres et spécialement la coupe totale entraînaient une diminution du contenu en C de la couverture morte de 20-50 % dans les peuplements feuillus du Nord-Est et que la période de recouvrement pouvait être de quelques décennies. St-Laurent *et al.* (2000) ont observé pour leur part une diminution de 52 % de la quantité de C organique dans la couche F-H, de 7 à 22 ans après la coupe, dans la Seigneurie du lac Métis (Québec). Par contre, la quantité de C organique dans le sol minéral n'a pas changé de façon significative après la coupe.

Tous ces résultats indiquent que la couverture morte est la partie du sol la plus sujette à des pertes de C organique à la suite d'un changement de l'environnement. Dans ce sens, Christensen *et al.* (1999) ont observé, pour les sols de la toundra, que le potentiel de décomposition et sa sensibilité à une augmentation de la température diminuaient significativement avec la profondeur du sol, parce que les couches profondes du sol contenaient une plus grande proportion de C difficilement décomposable que les couches de surface. De plus, les couches profondes du sol sont moins exposées à une augmentation de la température que les couches de surface. Liski (1999) affirme qu'il faut tenir compte de ce phénomène pour ne pas surestimer la quantité de CO_2 émise par les sols à la suite d'un réchauffement climatique.

Il est essentiel de connaître la quantité de C organique emmagasinée dans la couverture morte, parce que cette dernière constitue un réservoir important dans le cycle global du C et parce qu'elle joue un rôle important dans la fertilité du sol. Nous avons donc conçu un modèle de

prédiction de la quantité de C organique dans la couverture morte (Q) (t ha^{-1}) des sols forestiers minéraux du Québec, à partir de variables du relevé pédologique. On a utilisé ces dernières par ce qu'elles constituent la principale source d'information disponible sur les sols forestiers à l'échelle du Québec. Ce modèle est complémentaire à celui déjà mis au point pour prédire la quantité de C organique dans la partie minérale des sols forestiers minéraux du Québec (Tremblay *et al.* 1999).

Matériel et méthode

Les données utilisées pour établir le modèle proviennent de deux banques : celle du Réseau d'etude et de surveillance des écosystèmes forestiers (*RESEF*) (Gagnon *et al.* 1994) et celle de la portion québécoise de la compilation des sols minéraux de la forêt et de la toundra canadiennes (Siltanen *et al.* 1997). La première comprend 154 pédons répartis dans 31 places d'étude et la seconde, 130 pédons répartis dans 130 places d'étude (figure 1). Les pédons d'une même place d'étude ont été considérés comme indépendants, car la distance de 50 m entre eux est supérieure au rayon d'autocorrélation des propriétés chimiques du sol estimé par Lanyon et Hall (1981) et Burgess et Webster (1980). Les deux banques totalisent un ensemble de 284 observations, réparties dans les provinces écoclimatiques canadiennes suivantes : *Subarctique*, *Boréale de l'Est* et *Tempérée froide*. Dans le système de classification écologique du territoire du MRNQ (Saucier *et al.* 1998), ces trois entités correspondent aux trois sous-zones groupées suivantes : 1) toundra forestière et taïga, 2) forêt boréale continue et 3) forêt mélangée et forêt décidue.

La méthode d'échantillonnage et de mesure de la couverture morte utilisée pour le RESEF est décrite par St-Laurent *et al.* (1995). Six pédons ont été creusés dans les stations d'érablière et quatre dans celles des résineux. Chaque pédon a été positionné de façon à représenter le mieux possible la place d'étude. Les horizons L, F et H de chaque couverture morte ont été récoltés séparément au moyen d'un cerceau de 22,7 cm de diamètre. Dans les érablières, la litière a été subdivisée en partie fraîche (L1) et âgée (L2). Lorsqu'il y avait un horizon Ah, il était échantillonné comme un horizon H. L'épaisseur de chaque horizon a été mesurée à 0,5 cm près. Les échantillons ont ensuite été séchés puis pesés. Pour calculer la densité (D_b) (g cm^{-3}) de chaque échantillon, nous avons divisé la masse anhydre de chaque échantillon par la superficie du cerceau. Ce paramètre a permis de convertir les concentrations de C organique (mg kg^{-1}) des horizons en quantités de C organique (t ha^{-1}).

Les horizons H (et Ah) ont été récoltés une deuxième fois, à la truelle, dans le pédon, afin d'en mesurer la concentration en C organique. Les échantillons ont été séchés et tamisés à 2 mm. Une portion de chaque échantillon a été broyée à 500 μm pour être analysée. Le pH a été mesuré par potentiométrie, dans une suspension sol : eau 1 : 2 (V/V) et la concentration en C organique, par perte au feu à 550 °C (Gallardo *et al.* 1987).

Très peu d'horizons L et F ont été analysés pour leur contenu en C organique dans les places d'étude du RESEF. Pour pallier ce manque d'observations, on a calculé des concentrations moyennes de C organique à partir de résultats rapportés dans la littérature. Ainsi, on a utilisé des concentrations moyennes de C de 54 % et 52 % respectivement pour les horizons L et F. Ces deux moyennes ont été calculées à partir des données des deux banques de l'étude et des données d'une autre étude portant sur l'évolution des stocks de C organique dans le sol après une coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est du Québec (St-Laurent *et al.* 2000).

Enfin, chaque station a été décrite selon les variables suivantes : longitude, latitude, type de peuplement, type d'humus, type de dépôt de surface, drainage, roche-mère, formation géologique (Landry et Mercier 1984) et zone de végétation (Ministère des Forêts 1993). La méthode d'échantillonnage des données de la seconde banque est décrite par Gerardin (1980).

Méthode de calcul

La quantité de C organique dans un horizon organique se calcule comme suit :

$$q = k \times C \times D_b$$

où : q = quantité de C organique dans un horizon organique (t ha^{-1})

k = facteur de conversion (k = 0,1 kg cm^2 t g^{-2} ha^{-1})

C = concentration de C organique dans l'horizon (g kg^{-1})

D_b = densité de l'horizon organique (g cm^{-3}).

La quantité totale de C organique dans la couverture morte (Q) est la somme des quantités dans les horizons L, F et H (Ah).

$$Q = q_L + q_F + q_H$$

Les variables dépendante et indépendantes utilisées dans l'étude sont présentées au tableau 1, avec leurs étendues ou leurs catégories.

Les types de dépôt de surface ont été groupés en trois catégories pour en simplifier l'analyse. Les catégories ont été définies en fonction de la texture des dépôts : 1) *glaciaire* : till indifférencié et moraines; 2) *fluvio-glaciaire* : fluvio-glaciaire, fluviatile, éolien et colluvions ; et 3) *lacustre* : lacustre et marin. Les variables catégoriques ont été transformées en autant de variables binaires que de catégories, afin de pouvoir les tester dans l'analyse de régression.

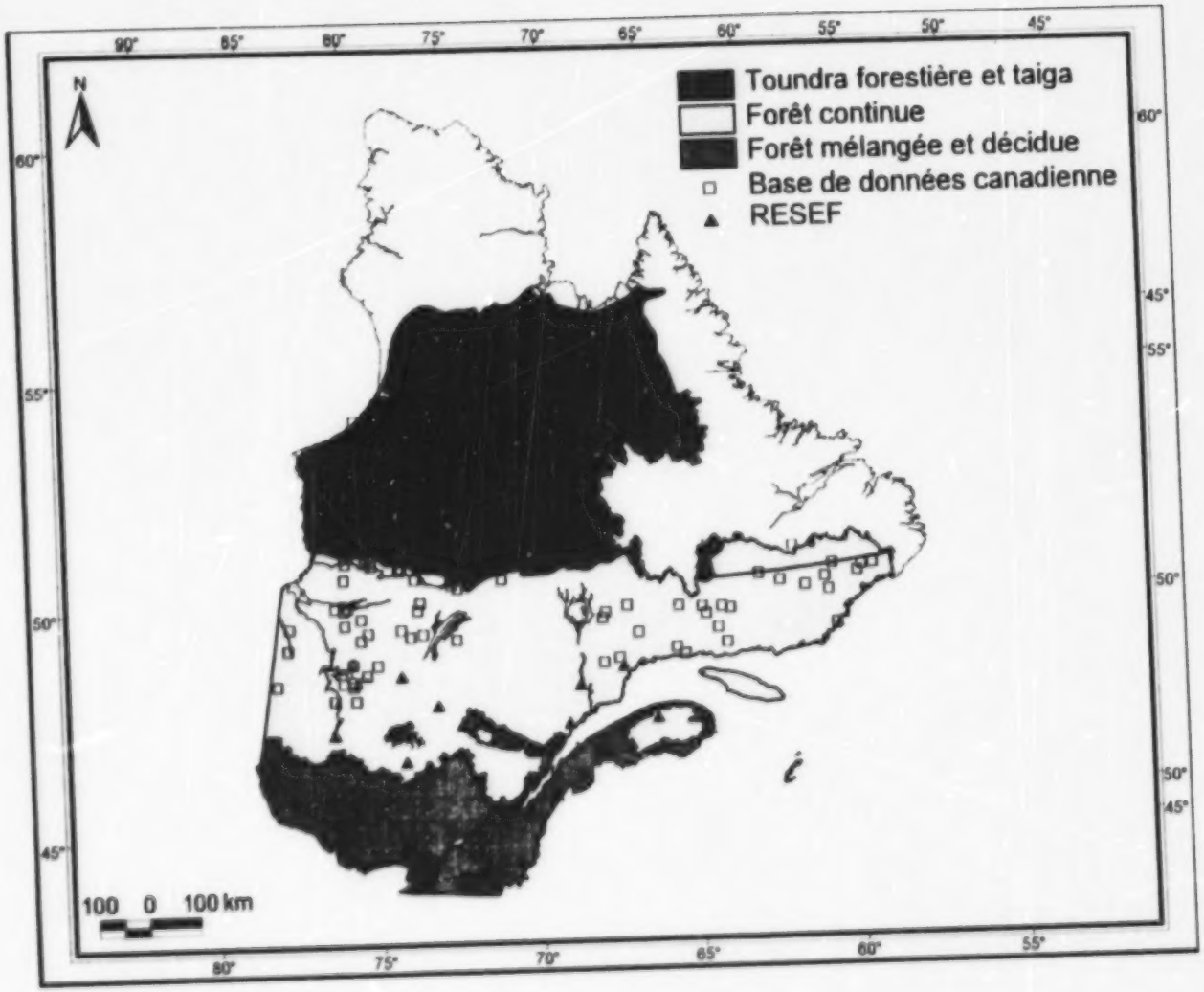

Figure 1. Localisation des pédons utilisés dans l'étude.

Tableau 1. Variables étudiées

Variables	Étendue ou catégories
Quantité de C organique dans la couverture morte (Q)	10 à 143 t C ha^{-1}
Épaisseur de la couverture morte	1 à 31 cm
Type de peuplement[1]	Pessière (44 %)[2], érablière (38 %), sapinière (12 %), feuillus de lumière (3 %) et pinède grise (3 %).
Type de dépôt de surface[3]	Glaciaire (71 %), fluvio-glaciaire (15 %) et lacustre (14 %).
Classe de drainage	1 à 5
Formation géologique	Bouclier canadien (77 %) et Appalaches (23 %).
Sous-zones regroupées	Toundra forestière et taïga (22 %), forêt boréale continue (34 %) et forêt mélangée et forêt décidue (44 %).
Latitude	45,10 à 55,97 ° N
Longitude	57,82 à 79,25 ° O

[1] *pessière* : pessière et mélézaie; *feuillus de lumière* : bétulaie blanche et tremblaie.
[2] répartition des observations.
[3] *glaciaire* : till indifférencié et moraine ; *fluvio-glaciaire* : fluvio-glaciaire, fluviatile, éolien et colluvions ; *lacustre* : lacustre et marin.

Analyses statistiques

Le modèle de prédiction de *Q* a été établi à partir de 279 observations, car cinq observations ont été éliminées à cause d'erreurs d'échantillonnage. Les paramètres du modèle ont été estimés selon la méthode des moindres carrés, au moyen de la procédure de régression linéaire multiple *REG* du logiciel SAS (SAS Institute Inc. 1988). La méthode de sélection des variables utilisée est celle du R^2 minimal (*MINR*). En comparaison avec la méthode du pas-à-pas (*stepwise*), la méthode *MINR* a l'avantage de considérer tous les modèles possibles, du plus faible au plus grand R^2, pour un nombre maximum de variables.

En plus des variables indépendantes et de leurs interactions, on a utilisé des variables aléatoires afin d'observer leur rang d'introduction dans le modèle. Cette méthode, proposée par Miller (1990), permet de détecter les variables superflues dans le modèle. Le principe de la méthode est que toute variable introduite dans le modèle après une variable aléatoire est considérée comme superflue puisqu'elle n'est pas plus corrélée à la variable dépendante qu'une variable aléatoire. La présence de variables superflues dans un modèle indique que ce dernier est trop ajusté aux données qui ont servi à le déterminer et qu'il est par conséquent un faible outil de prédiction. Nous avons donc engendré 173 variables aléatoires, c'est-à-dire un nombre aussi grand qu'il y avait de variables indépendantes et d'interactions. Étant donné que nous considérions tous les modèles possibles pour un nombre donné de variables, nous avons utilisé la méthode de Miller comme suit : les modèles à *p* variables, faisant partie de la cohorte des modèles ayant les plus forts R^2, ont été identifiés comme ayant la dernière variable en trop si une de ces dernières était aléatoire. Nous avons alors diminué progressivement le nombre de variables dans les modèles jusqu'à obtenir une cohorte de modèles aux plus forts R^2 où la dernière variable n'était jamais aléatoire. Le modèle retenu était celui qui, parmi cette cohorte, avait le R^2 le plus élevé. L'homogénéité de la variance et la normalité des résidus du modèle retenu ont été vérifiées graphiquement.

On a calculé la statistique *PRESS* pour le modèle retenu, afin de vérifier s'il était trop ajusté aux données. Cette statistique est égale à la somme des carrés des erreurs, où la valeur calculée de chaque observation s'obtient à partir d'un modèle établi sans cette observation.

On a utilisé le coefficient de variation (*C.V.*) du modèle pour estimer le *C.V.* moyen et établir une nouvelle prédiction, parce qu'il en est une mesure adéquate lorsque le nombre d'observations utilisées pour estimer le modèle est assez grand (n = 279).

$$C.V. = \frac{\sqrt{MCE}}{\overline{Y}} * 100$$

où : $C.V.$ = coefficient de variation du modèle (%)

MCE = moyenne de la somme des carrés des erreurs du modèle ($t^2\ ha^{-2}$)

$\overline{Y}$ = moyenne de la quantité de C organique des observations du modèle ($t\ ha^{-1}$).

Résultats

L'équation du modèle retenu est la suivante :

Q ($t\ C\ ha^{-1}$)
= 72,060 + 0,052 (épaisseur de la couverture morte x longitude) – 0,018 (latitude x longitude).

Le modèle retenu possède deux variables explicatives, chacune étant l'interaction de deux variables indépendantes: l'épaisseur de la couverture morte avec la longitude et la latitude avec la longitude. Les unités de l'épaisseur de la couverture morte sont exprimées en centimètres tandis que celles de la latitude et de la longitude sont exprimées en décimales. Les modèles à trois variables n'ont pas été retenus car ils comprenaient parfois des variables aléatoires, ce qui indiquait qu'une troisième variable dans le modèle n'apportait pas plus d'information qu'une variable aléatoire. Le R^2 du modèle est de 75,6 % et son *C.V.*, de 28,3 %. La statistique *PRESS* est 42,793 x 10^3. Les valeurs observées sont présentées en fonction des valeurs calculées à la figure 2.

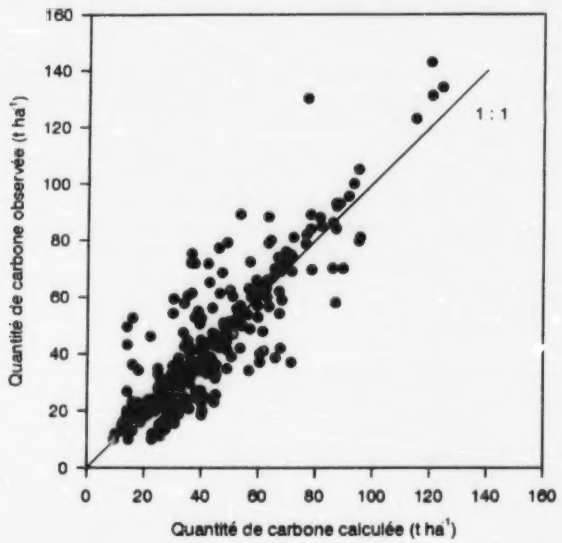

Figure 2. Quantités de carbone organique observées dans la couverture morte en fonction des valeurs calculées.

Discussion

Le pouvoir explicatif du modèle est de 75,6 %, ce qui est supérieur à plusieurs résultats déjà publiés sur le sujet. Grigal et Ohmann (1992) ont obtenu un R^2 de 40 % pour un modèle d'estimation du C total ($kg\ m^{-2}$) dans la couverture morte des forêts tempérées des États-Unis, tandis que Liski et Westman (1997 b) obtenaient un R^2 de 36 % pour un modèle d'estimation de la quantité de C organique dans la couche organique (F/H) du sol sous des peuplements résineux en Finlande. Les variables explicatives du premier modèle étaient l'âge du peuplement, le type forestier, le contenu en argile et le taux d'évapotranspiration ; l'unique variable du second modèle était le type forestier. Les variables *latitude* et *longitude* du modèle de la présente étude contiennent grossièrement le même type d'information que les variables *type forestier* et *taux d'évapotranspiration* des deux modèles mentionnés ici. Le R^2 supérieur de notre modèle est probablement dû à la variable *épaisseur de la couverture morte* qui décrit bien la quantité de C organique emmagasinée dans celle-ci.

L'erreur relative moyenne d'une nouvelle prédiction, qui correspond à un intervalle de confiance de ± 1 écart-type, est 28,3 %. D'autre part, la statistique *PRESS* n'est que 17 % supérieure à la somme des carrés des erreurs du modèle. L'utilisation de cette statistique pour calculer l'erreur relative associée à une nouvelle prédiction n'entraîne qu'une augmentation de 0,5 %. Ce résultat indique que le modèle n'est pas trop ajusté aux données qui ont servi à l'établir. Le *C.V.* du modèle est inférieur à celui obtenu par Grigal et Ohmann (1992), avec une erreur-type de 0,76 $kg\ m^{-2}$ correspondant à un *C.V.* de 44 %.

L'erreur de prédiction de Q provient de deux sources principales. Premièrement, plusieurs variables rapportées comme significativement corrélées à Q n'ont pas été considérées dans l'analyse, faute de données. Par exemple, l'âge du peuplement ou la période de temps depuis la dernière perturbation (Birdsey *et al.* 1993, Grigal et Ohmann 1992, Ohmann et Grigal 1979, Aber *et al.* 1978, Covington 1981), le type et la fréquence des perturbations (Gupta *et al.* 1991), la classe de productivité du site (Liski et Westman 1997, b), le contenu en argile dans le sol (Grigal et Ohmann 1992), la quantité de C organique dans le sol minéral (Grigal et Ohmann 1992) et le taux d'évapotranspiration (Grigal et Ohmann 1992, Meentemeyer 1978) sont autant de variables qui auraient pu augmenter la précision du modèle.

Deuxièmement, les variables explicatives du modèle sont des variables descriptives. Levine et Kimes (1998) ont aussi utilisé ce type de variables pour prédire le quantité totale de C organique dans les sols des prairies aux États-Unis, avec un système de neurones ; ils obtenaient alors un R^2 de 58 %. Toutefois, l'ajout des variables *concentration en azote* et *capacité d'échange cationique/pourcentage d'argile*, obtenues par des analyses en laboratoire, a haussé le R^2 du modèle à 89 %. Ils en ont conclu qu'il était difficile de prédire la quantité de C organique dans les sols

Tableau 2. Analyse de variance du modèle de prédiction de la quantité de C organique dans la couverture morte

Source	d.l.	S.C. ($\times 10^3$)	M.C. ($\times 10^3$)	Valeur du *F*	Pr > *F*
Modèle	2	129,757	64,879	426,932	0,0001
Erreur	276	41,942	0,152		
Total	278	171,699			
R^2 = 75,6 %	PRESS = 42,793 x 10^3		*Q* moy = 44 t C ha^{-1}		
C.V. = 28,3 %			Erreur-type = 12 t C ha^{-1}		

Tableau 3. R^2 partiel des variables explicatives du modèle de prédiction de *Q*

Source	R^2 partiel (%)	*F*	Prob > *F*
Épaisseur* longitude	71,1	682,83	0,0001
Latitude * longitude	4,4	50,07	0,0001

avec seulement des variables descriptives et que l'ajout de variables quantitatives était nécessaire pour modéliser avec une grande précision la quantité de C organique dans le sol à l'échelle d'un grand territoire.

En tenant compte de l'erreur du modèle, on peut conclure que ce dernier prédit avec un ordre de grandeur acceptable la quantité de C organique emmagasinée dans la couverture morte. La prochaine étape sera de prédire les stocks de C dans la couverture morte de 9000 pédons, inventoriés par le ministère des Ressources naturelles et répartis à travers la forêt commerciale du Québec. Il sera alors possible d'identifier les écosystèmes forestiers renfermant les plus grands réservoirs de C organique dans la couverture morte, ainsi que les variables écologiques les plus liées à Q. Si ces variables sont cartographiques, il sera possible de prédire Q à partir de l'information sur la carte forestière et d'estimer la quantité de C organique dans la couverture morte sur un vaste territoire.

Conclusion

Le modèle prédit la quantité de C organique dans la couverture morte avec une erreur relative moyenne de 28 %, simplement à partir de l'épaisseur de la couverture morte, de la latitude et de la longitude. Il est utilisable pour les sols forestiers minéraux du Québec, de la forêt décidue à la toundra forestière. En l'absence d'analyses chimiques, il permet de quantifier ce réservoir qui peut devenir une source importante de CO_2 après une perturbation. Dans une prochaine étape, le modèle sera utilisé pour prédire la quantité de C organique dans la couverture morte de 9000 pédons répartis dans la forêt commerciale du Québec, afin de déterminer s'il existe des relations entre ce réservoir et les variables écologiques qui décrivent les stations.

Remerciements

Nous remercions Sylvain Végiard pour son soutien dans nos analyses statistiques, ainsi que Michel Campagna, David Paré, Guy Prégent et Catherine Périé pour leurs commentaires judicieux.

*

Références

ABER, J.D., D.B. BOTKIN et J.M. MELILLO, 1978. *Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods*. Can. J. For. Res. 8 : 306-315.

ANDERSON, J.M., 1992. *Responses of soils to climate change*. Adv. Ecol. Res. 22 : 163-210.

BIRDSEY, R.A., A.J. PLANTINGA et L.S. HEATH, 1993. *Past and prospective carbon content in United States forests*. For. Ecol. Manage. 58 : 33-40.

BURGESS, T.M. et R. WEBSTER, 1980. *Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semivariogram and punctual kriging. II. Block kriging*. J. of Soil Science 31 : 315-331, 333-341.

COVINGTON, W.W., 1981. *Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods*. Ecology 62(1) : 41-48.

CHRISTENSEN, T.R., S. JONASSON, T.V. CALLAGHAN et M. HAVSTROM, 1999. *On the potential CO_2 release from tundra soils in a changing climate*. Applied Soil Ecology 11(2-3) : 127-134.

EMANUEL, W.R., H.H. SHUGART et M.P. STEVENSON, 1985. *Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes*. Clim. Change 7 : 29-43.

FLANAGAN, P.W. et K. VAN CLEVE, 1983. *Nutrient cycling in relation to decomposition and organic matter quality in taiga ecosystems*. Can.J. For. Res. 13 : 795-817.

GAGNON, G., C. GRAVEL, R. OUIMET, N. DIGNARD, R. PAQUIN et G. ROY, 1994. *Le réseau de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF). I - Définitions et méthodes*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 115. xiv + 40 p.

GALLARDO, J.F., J. SAAVEDRA, T. MARTIN-PATINO et A. MILLAN, 1987. *Soil organic matter determination*. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 18 : 699-707.

GARTEN, C.T., W.M. POST, P.J. HANSON et L.W. COOPER, 1999. *Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in the southern Appalachian Mountains*. Biogeochemistry 45(2) : 115-145.

GERARDIN, V. 1980. *L'inventaire du capital-nature du Territoire de la Baie-James : les régions écologiques et la végétation des sols minéraux. Tome 1 : méthodologie et description*. Environ. Can. et Société de dév. de la Baie-James, Sainte-Foy. 398 p.

GRIGAL, D.F. et L.F. OHMANN, 1992. *Carbon storage in upland forests of the Lake States*. Soil Sci. Soc. Am. J. 56 : 935-943.

GUPTA, M.K., M.N. JHA et R.P. SINGH, 1991. *Organic carbon status in silver fir and spruce forest soil under different silvicultural systems*. Journal of the Indian Society of Soil Science 39(3) : 435-440.

HUANG, W.Z. et J.J. SCHOENAU, 1996. *Forms, amounts and distribution of carbon, nitrogen, phosphorus and sulphur in a boreal aspen forest soil*. Can. J. Soil Sci. 76 : 373-385.

LAL R., J. KIMBLE et R.F. FOLLETT, 1998. *Pedospheric processes and the carbon cycle*. Dans : R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett et B.A. Stewart (éd.). Soil processes and the carbon cycle. Advances in soil science. CRC Press. Boca Raton, Floride : 1-8.

LANDRY, B. et M. MERCIER, 1984. *Notions de géologie : avec exemples du Québec*. 3e éd. Modulo, Mont-Royal, Québec. 437 p.

LANYON, L.E. et G.F. HALL, 1981. *Application of autocorrelation analysis to transect data from a drainage basin in Eastern Ohio*. Soil Sci. Soc. Am. J. 45 : 368-373.

LEVINE, E.R. et D.S. KIMES, 1998. *Predicting soil carbon in mollisols using neural networks*. Dans : R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett et B.A. Stewart (éd.). Soil processes and the carbon cycle. Advances in soil science. CRC Press. Boca Raton, Floride : 473-484.

LISKI, J., 1999. *CO_2 emissions from soil in response to climatic warming are overestimated - The decomposition of old soil organic matter is tolerant of temperature*. Ambio 28(2) : 171-174.

LISKI, J., 1995. *Variation in soil organic carbon and thickness of soil horizons within a boreal forest stand-effect of trees and implications for sampling*. Silva Fennica 29(4) : 255-266.

LISKI J. et C.J. WESTMAN, 1997a. *Carbon storage in forest soil of Finland. 1. Effect of thermoclimate*. Biogeochemistry 36 : 239-260.

LISKI J. et C.J. WESTMAN, 1997 b. *Carbon storage in forest soil of Finland. 2. Size and regional patterns*. Biogeochemistry 36 : 261-274.

MAKIPAA, R., T. KARJALAINEN, A. PUSSINEN et S. KELLOMAKI, 1999. *Effects of climate change and nitrogen deposition on the carbon sequestration of a forest ecosystem in the boreal zone*. Can. J. For. Res. 29(10) : 1490-1501.

MEENTEMEYER, V., 1978. *Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates*. Ecology 59(3) : 465-472.

MELILLO, J.M., R.J. NAIMAN, J.D. ABER et K.N. ESHLEMAN, 1983. *The influence of substrate quality and stream size on wood decomposition dynamics*. Oecologia 58 : 281-285.

MIKOLA, P., 1960. *Comparative experiment on decomposition rates of forest litter in southern and nothern Finland*. Oikos 11 : 161-166.

MILLER, A.J., 1990. *Subset selection in regression*. Monographs on statistics and applied probability n° 40. Chapman and Hall. 229 p.

MINISTÈRE DES FORÊTS, SERVICE DES INVENTAIRES FORESTIERS, 1993. *Les zones de végétation au Québec*. Carte au 1 : 4 000 000.

MITCHELL, J.F.B., S. MANABE, V. MELESHKO et T. TOKIOKA, 1990. *Equilibrium climate change and its implications for the future*. Dans : J.T. Houghton, G.J. Jenkins et J.J. Ephraums (éd.). Climate change, the IPCC scientific assesment. Cambridge University Press : 131-172.

OHMANN, L.F. et D.F. GRIGAL, 1979. *Early revegetation and nutrient dynamics following the 1971 Little Sioux forest fire in northeastern Minnesota*. Soc. Am. For., Bethesda, MD. For. Sci. Monogr. 21.

PAQUIN, R., L. DUCHESNE, D. HOULE, J.-D. MOORE, R. OUIMET, S. ST-LAURENT et S. TREMBLAY, 2000. *Effets des stress environnementaux et des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers du Québec. Bilan de dix ans de recherche à la Direction de la recherche forestière*. Ministère des Ressources naturelles, Dir. de la rech. for. Rapport interne n° 451. 92 p.

POST, W.M., W.R. EMANUEL, P.J. ZINKE et G. STANGENBERGER, 1982. *Soil carbon pools and world life zones*. Nature 298 : 156-159.

REINKEN, G., S.P. KALE et F. FUEHR, 1996. *Distribution pattern of organic carbon in soils and its role in preferential movement of brilliant blue in a structured silty soil.* Dans : Sciences of Soils, Vol. 1 (sur internet).

SAS INSTITUTE, INC., 1988. SAS/STAT *User's Guide, Release 6.03 Edition*. Cary, NC. SAS Institute Inc. 1028 p.

SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. *Les régions écologiques du Québec méridional (3e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec.* L'Aubelle, supplément de février-mars. 12 p.

SCHLESINGER, W.H. 1986. *Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery.* Dans : J.R. Trabalka et D.E. Reichle (éd.). The changing carbon cycle – A global analysis. Springer-Verlag, New York, chapitre 11 : 194-220.

SCHLESINGER, W.H., 1977. *Carbon balance in terrestrial detritus*. Ann. Rev. Ecol. Syst. 8 : 51-81.

SILTANEN, R.M., M.J. APPS, S.C. ZOLTAI, R.M. MAIR et W.L. STRONG, 1997. *A soil profile and organic carbon data base for Canadian forest and tundra mineral soils*. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. 50 p.

SMITH, T.M., H.H. SHUGART, G.B. BONAN et J.B. SMITH, 1992. *Modelling potential response of vegetation to global climate change*. Adv. Ecol. Res. 22 : 93-116.

ST-LAURENT, S., C. CAMIRÉ et R. OUIMET, 1995. *Méthodologie d'échantillonnage des sols du Réseau de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) et préparation des échantillons pour fins d'analyse.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 398. 27 p.

ST-LAURENT, S., R. OUIMET, S. TREMBLAY et L. ARCHAMBAULT, 2000. *Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est du Québec.* Can. J. Soil Sci. (sous presse).

TREMBLAY, S., R. OUIMET et D. HOULE, 1999. *Modèle simple pour estimer la quantité de carbone organique dans les horizons minéraux d'un sol forestier à partir de son relevé pédologique*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n°93. 14 p.

VAN CLEVE, K. et R.F. POWERS, 1995. *Soil carbon, soil formation, and ecosystem development*. Dans : W.W. et J.M. McFee (éd.). Carbon forms and functions in forest soils. Soil Science Society of America Inc., Madison, WI : 155-200.

WATSON, R.T., H. RHODHE, H. OESCHGER et U. SIEGENTHALER, 1990. Greenhouse gases and aerosols. Dans : J.T. Houghton, G.J. Jenkins et J.J. Ephraums (éd.). Climate change, the IPCC scientific assessment. Cambridge University Press : 1-40.

Québec

Ministère des
Ressources naturelles

2000-3094

ISBN 2-550-36267-5
Dépôt légal 2000
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
© 2000 Gouvernement du Québec